

XXXI. OTDK Biológia Szekció

**Térbeli heterogenitás és a legeltetés hatása
homoki gyep Orthoptera közösségeire**

Készítette:

Kelemen Petra

Szegedi Tudományegyetem

Biológia szak

Msc II.

Témavezető: Bozsó Miklós

Szeged, 2012.

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés	3
2. Célkitűzések	6
3. Anyagok és módszerek	7
3.1 A mintaterület jellemzése	7
3.2 A mintaterület domborzata	8
3.3 Az elkerített mintaterület vegetációja	8
3.4 A legelő vegetációja	9
4. Mintavételi módszerek.....	10
4.1 A háttérváltozók meghatározása	12
4.2 Fajmeghatározás.....	12
5. Az adatok értékelése	13
5.1 Ordináció	13
5.1.1 Korrespondencia elemzés.....	13
5.1.1.1 Kanonikus korrespondencia-elemzés - CCA	13
5.1.2 Többdimenziós skálázás – nem-metrikus többdimenziós skálázás.....	13
5.1.3 Diszkriminancia elemzés	14
5.2 Korrelációs számítás	14
5.3 Indikátorfaj - analízis.....	15
6. Eredmények	16
6.1 Nem-metrikus többdimenziós skálázás (NMDS) eredménye.....	18
6.2 Kanonikus korrespondencia elemzés eredménye.....	20
6.2.1 A változók marginális hatása	22
6.3 Indikátor értékek.....	23
6.4 A mintavételi módszerek hatásának vizsgálata.....	25
7. Diskusszió	28
8. Összefoglalás	30
9. Irodalomjegyzék	31
10. Köszönetnyilvánítás	34
Nyilatkozat.....	35
Melléklet	36

1. Bevezetés

A Kiskunsági Nemzeti Park 1975-ben alakult, amely Magyarország legváltozatosabb területét helyezi védelem alá. A terület nagy részén legeltetést és kaszálást folytatnak az állat- és növényvilág változatosságának megtartása érdekében.

Az 1970-es évek közepén több évtizedre visszatekintő Bugac Projekt program indult meg a Nemzeti Park területén a JATE Állattani Tanszék ökológiai munkacsoportjának szervezésében. A projekt területe a bugaci puszta egy nem túllegeltetett, a turisták által kevésbé látogatott részén lett kijelölve (Gallé et al. 2009).

A mintaterületet változatos élőhely típusok jellemzik, amelyek nagy hatással vannak az élővilágra. A területet homokbuckák jellemzik, amely talajtípusa, állat- és növényvilága a buckatestőn és a szélbarázdákban eltérőek.

Számos korábbi vizsgálat bizonyította az ízeltlábú együttesek és az élőhely különböző paramétereik közötti kapcsolatot. A mikroklíma (hőmérséklet és páratartalom, árnyékolás, talajnedvesség, talajtípus) és a vegetáció struktúrája befolyásolja legerősebben az ízeltlábú együttesek összetételét és szerkezetét (Torma et al. 2009). Feltételezhetjük, hogy a hasonló növényasszociációknak hasonló a struktúrájuk, és ezért közel azonos mikroklímájuk van.

Továbbá várható, hogy az egyes – elsősorban sztenok – rovarfajok elterjedése nagymértékben megegyezik az adott növénytársulás elterjedésével, - mint ahogy Rácz (2001) egyenesszárnyúak esetében kimutatta - adott növényasszociáció-csoportoknak adott fajkombinációjú egyenesszárnyú együttesek felelnek meg. A különböző gyeptípusok eltérő életforma típusú Orthoptera fajokkal jellemezhetőek, egyes gyeptípusokhoz karakterfajok társíthatóak. Az átmeneti együttesek olyan élőhelyeken jönnek létre, ahol vagy az élőhely adottságai miatt nem lehet tömeges egyik faj sem, vagy a terület túl kicsi ahhoz, hogy a várhatóan domináns faj tömegessé váljon (Nagy et al. 2007). Az átmeneti állományokban élő együttesek megjelenése nem annyira növénytársulásokhoz, inkább a növényzeti struktúrához köthető (Nagy és Rácz 2007). Az egyenesszárnyúak fajösszetétele és tömegességi viszonyai ugyanakkor szoros kapcsolatot mutatnak nem csak az élőhely szerkezetével, hanem más abiotikus tényezőivel is (Nagy és Rácz 2007).

Az egyenesszárnyúak mind a természeti, mind az antropogén változásokra érzékenyen reagálnak, ezért jól alkalmazhatók például az eltérő mikroklímák, biotóp és gyeptípusok indikátorainak (Torma et al. 2009). Az egyenesszárnyúak fauna- és flóratörténeti, társulástani és

produkcióbiológiai, tehát közvetve gazdasági és természetvédelmi szempontból is jelentősek (Rácz 2001). A sáskák (Caelifera) tömegességük és széles elterjedésük miatt világszerte az egyik legjelentősebb fitofág csoport, amely a különféle gyepek anyagforgalmában központi szerepet töltenek be (Nagy és Rácz 2007).

Az Orthoptera-közösségek vizsgálata a gyepek állapotfelmérése, természetvédelmi kezelések megtervezésénél, a gyepgazdálkodás meghatározásánál is fontos segítség, mivel a gyepeken végzett beavatkozások megváltoztathatják a gyepruktúra szerkezetét, amely hatással van az ott előforduló egyenesszárnyúakra és megszüntetheti ezen élőlények életfeltételeit (Rácz 2001).

A vizsgálat mintavételi területet legelő veszi körül, amelyen szarvasmarhákat legeltetnek. Szarvasmarha legeltetést általában mezőgazdaságra alkalmatlan területeken folytatnak (Collin és Glenn 1990). Az legeltetés megváltoztat számos környezeti változót, amelyek hatással vannak a gerinctelen állatközösségekre, a vegetáció struktúrájára, továbbá a talaj nedvességére, összetételére és hőmérsékletére (Debano 2006). Egy korábbi tanulmány kimutatta, hogy a legeltetés növeli az edényes növények sűrűségét, valamint kiemeli, hogy a legeltetés időzítése egy fontos faktor: a korai legeltetés alacsony növényzetet eredményez, míg a késői a magasabbra növő edényes növényeknek kedvez (Forsberg 2004). A legeltetés a szarvasmarha egyedszámon keresztül közvetlen befolyással van a növényzet térbeli heterogenitására, az ökológiai folyamatokra és a biodiverzitásra (Adler et al. 2001). Legelésük mellett a taposás hatása szintén nagyon lényeges: az erősebb taposás egy élettelen, kopár területet eredményez, melyet a növény- és rovarfajok számára nehéz újra benépesíteni, míg a mérsékelt taposás a növényzet vegetációjában kis nyílásokat hoz létre, melyek új területek a magok vagy új növényfajok számára (Forsberg 2004). A szarvasmarha nem egyenletes legelésének hatására, legelettlen kis foltok jönnek létre, mely a vegetáció heterogenitást segíti elő (Debano 2006).

A legtöbb vizsgálat alapján pozitív kapcsolat figyelhető meg a terület mozaikossága és az ízeltlábúak diverzitása között, tehát minél heterogénebb egy terület, annál nagyobb a rovarfajok gazdagsága (Brose 2003, Haslett 1997).

Eddigi vizsgálatok azt mutatják, hogy a legeltetés elsősorban az egyenesszárnyúak fajgazdagságára és abundanciájára van befolyással (Forsberg 2004, Batáry et al 2007).

Egyes vizsgálatok eredményei, ugyanakkor függhetnek az alkalmazott mintavételi eljárástól is.

Az Orthoptera fajok mintavételezésére különböző módszerek állnak rendelkezésre például: fűhálózás, talajcsapdázás, egyelés, akusztikus észlelés, stb. A módszerek eltérnek a hatékonyságukban, a befektetett energiában és a különböző élőhelyeken való alkalmazásukban.

A mintavételi módszerek kombinálásával hatékonyabbá tehető a mintavételezés, például a fűhálózás és az egyelés együtt használata pontosabb eredményt ad (Nagy et al. 2007).

2. Célkitűzések

A területen végzett korábbi vizsgálatok (például: Gallé et al. 1987) szerint, az élőhely térbeli heteromorfája, a mikrodomborzat nem befolyásolta a mintavételi helyek egyenesszárnýú közösségek szerkezetének, fajkompozíciójának hasonlóságát. A szakdolgozatom fő célja volt, hogy a mikrodomborzat okozta természetes heterogenitás hatása mellett a legeltetés okozta hatást is vizsgáljam egyenesszárnýú-együttesek esetében. Kérdéseim a következők voltak:

- Milyen mértékben tér el egymástól a talajcsapdával és fűhálóval gyűjtött egyenesszárnýúak fajösszetétele mind a legelésből kivont mind a legeltetett területen?
- A mikrodomborzat okozta mikroheterogenitás befolyásolja-e a mintahelyek közösségeinek hasonlóságát?
- A legeltetés hatással van-e a közösségek összetételére vagy szerkezetére?
- Mely egyéb mikroklimatikus vagy vegetáció szerkezeti változóknak van hatása bizonyíthatóan a mintavételi helyek egyenesszárnýú-együtteseinek hasonlóságára?
- Abban az esetben, ha találunk ilyen szignifikáns változókat, kezelést, akkor azokhoz társíthatóak-e indikátor fajok?

3. Anyagok és módszerek

3.1 A mintaterület jellemzése

A vizsgált terület a Kiskunsági Nemzeti Park bugaci egységének részét képező, több ezer hektáros kiterjedésű bugaci puszta kisbugaci részén 2,4 hektár nagyságú mintaterület, melyet a legelő állatok távoltartása és egyéb zavaró hatások céljából választottak le (1. ábra). Az 1970-es évek óta ökológiai kutatásokat folytatnak az SZTE (régén JATE) Ökológia Tanszék dolgozói a területen. A vizsgált területet három oldalról legelő veszi körbe, a negyedik oldalon vékony földút határolja, melynek másik oldalán nyárerdő húzódik. A vizsgálatba bevont legelőn szarvasmarhák legelnek kora tavasztól késő őszig. A lehatárolás a környező területekről csak jelzés értékű, köztük szabadon mozoghatnak az élőlények, így befolyást gyakorolnak a vizsgált területre.



1. ábra. A bugaci mintavételi terület műholdfelvétel alapján

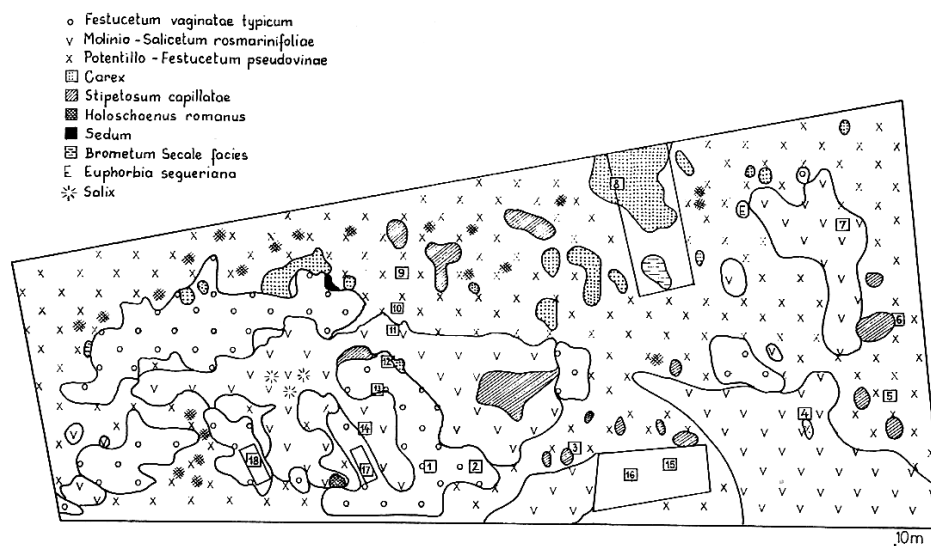
3.2 A mintaterület domborzata

A terület jellegzetessége az enyhén tagolt felszín, buckatető és a köztük húzódó szélbarázdák, buckaközök jellemzik, melyek az uralkodó széliránynak megfelelően alakultak ki. A mintaterület egyes pontjai között az átlagos szintkülönbség 2 méter körül van, amely elégséges ahhoz, hogy mozaikos vegetáció alakuljon ki a talaj vízellátottsága és a mikroklimatikus viszonyoknak megfelelően. A buckatető talaja löszös homok, a szélbarázdáké humuszos homok.

3.3 Az elkerített mintaterület vegetációja

A terület szintkülönbsége miatt a növényzeti struktúrák is elkülönülnek. A terület ÉNy-i részén spontán erdősülés indult be a közeli nyárerdő hatására. (Kanizsai et al. 2009). A területen a következő növénytársulások figyelhetők meg (2. ábra):

- 1) Nyílt homokpusztai gyep jellemzi a magasabb területeket, buckahátakat, ahol *Festucetum vaginatae danubiae* növényzet fordul elő a durvaszemcsés alacsony humusztartalmú meszes talajon.
- 2) A mélyebb szélbarázdákban megjelenő kékperjés-serevényfűzes (*Molinio-salicetum rosmarnifoliae*) szintén a durvaszemcsés homoktalajt kedveli, a magasabb humusztartalommal és nedvességtartalommal. Azonban ez az utóbbi évtizedek talajvízszint esése miatt jelenleg száraz gyepek felé mutató átmeneti állapotú (Körmöczy et al. 2000).
- 3) Az átmeneti területen található, többnyire erősen elgyomosodó homoki pimpóssóványcsenkeszes gyep (*Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae*) magas humusztartalmú, meszes homoktalajon.
- 4) A legszárazabb helyeken mészkerülő egyéves gyepfoltok alakulnak ki (*Brometum tectorum*) (Körmöczy 1983).
- 5) A mintavételi területen található még egy árvalányhajjal (*Stipa capillata*) borított terület (Gallé et al. 1987).



2. ábra. A mintavételi terület vegetáció térképe

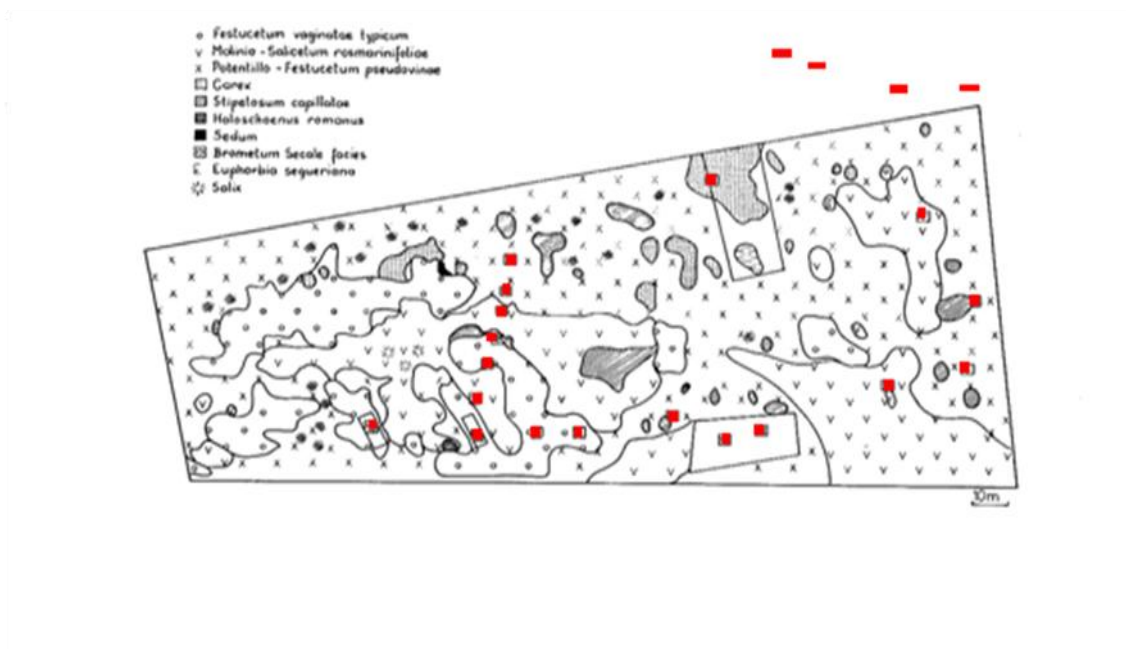
3.4 A legelő vegetációja

A legelő potenciális vegetációja hasonló, mint az elkerített terület vegetációja. A legelőn kijelölt négy mintavételi hely növényzete a következő:

- 1) A buckatetőkön a *Potentillo-Festucetum pseudovine* vegetáció figyelhető meg
- 2) A buckaközökben *Carex* fajok alkotta vegetáció dominál.

4. Mintavételi módszerek

2007-ben a vizsgált területen az egyenesszárnýúak gyűjtéséhez minden esetben etilén-glikol ölfolyadékkal töltött Barber-féle talajcsapdát használtunk. A talajlakó, talaj felszínén vadászó-táplálkozó állatsoportok felmérésére leginkább alkalmas, a nemzetközi gyakorlatban is elfogadott módszer. A talajcsapdázás alkalmazása egyenesszárnýú fajok gyűjtésére nem minden esetben a legcélszerűbb, mivel csak a talajszinten élő fajokat (fissurbiontok) fogja meg nagy hatékonysággal. Előnye az, hogy torzítatlan adatokat ad, amelyek egyszerűbben kezelhetők. Az alkalmazott csapdák 6,5 cm átmérőjű és 200 milliliteres műanyagpoharak, amelyeket a földbe ástunk úgy, hogy a talajfelszínnel egy szinten legyenek. Könnyen alkalmazható módszer, hatékonysága nagy, viszont nagy a vegyszerigénye. A kisméretű fajokat nem gyűjti hatékonyan és könnyen megsemmisülhet (általában a nagy vadak kitúrása miatt). Az ölfolyadék 70% etilén-glikol volt, amely szagtalan, nem párologó szerves vegyület, a csapdába kerülő egyedeket konzerválja. 22 mintavételi helyet jelöltünk ki, 18-t az elkerített és 4-t a legeltetett területen (3. ábra). Minden mintavételi helyen 5 talajcsapda működött, így összesen 118 talajcsapda szolgáltatott adatokat. A csapdák 2007-ben márciustól októberig működtek, 2 hetes intervallumokban.



3. ábra. A talajcsapdázásra kijelölt mintavételi helyek (piros) a mintaterületen

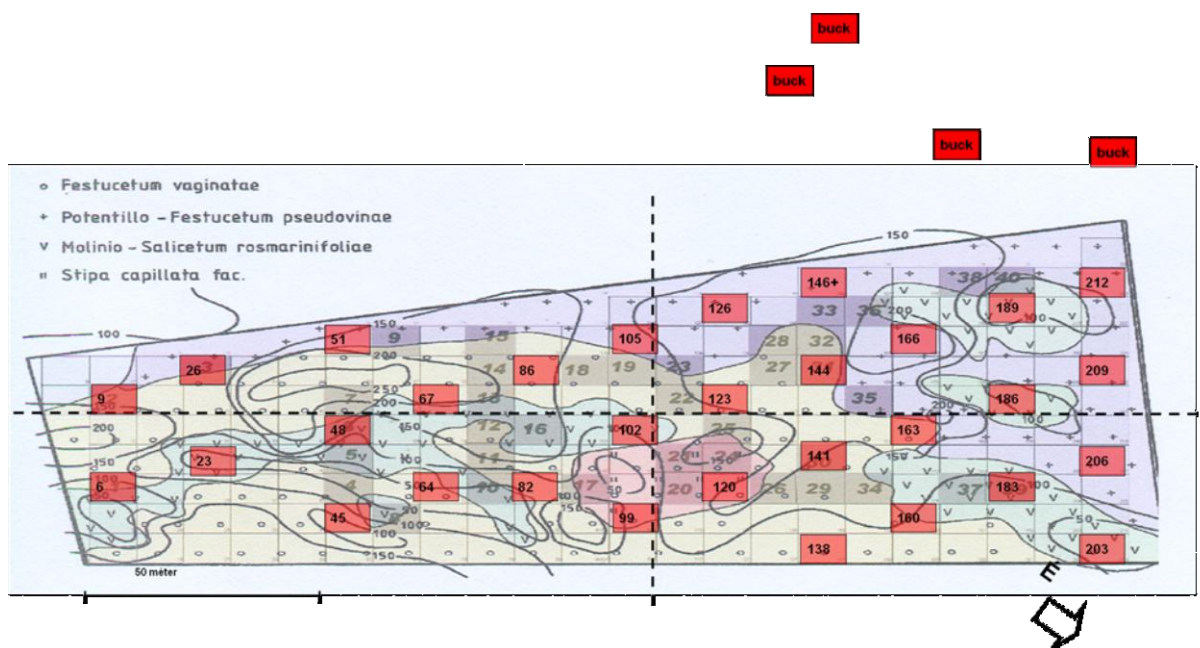
2012-ben a mintavételt fűhálóval végeztük, amely egy kvantitatív mintavételi módszer. A legáltalánosabb és legegyszerűbb technika, amely a növényeken előforduló ízeltlábúak begyűjtésére alkalmas. A fűhálózás a legelterjedtebb módszer az egyenesszárný közösségek mintavételére, mivel érzékeny a növényeken élő fajokra (chorto- és thamnobiontok). Mennyiségi adatok gyűjtésére a leghatékonyabb.

35 mintavételi helyen (31 az elkerített részen, 4 a legeltetett részen) fűhálóztam, mintavételi helyenként 1x100 fűhálósapást alkalmazva (4. ábra).

2012-ben 3 alkalommal végeztem mintavételt:

- 1) 2012. Július10
- 2) 2012. Augusztus14
- 3) 2012. Szeptember16

A különböző időpontok mintavételi adatait összevontuk.



4. ábra: A mintaterületen kijelölt kvadrátok (piros) helyzete a vegetáció és domborzati térkép alapján.

4.1 A háttérváltozók meghatározása

Az egyenesszárný közösségek életformájuk miatt a növényzethez szorosan kapcsolódnak, ezért mindegyik kvadrátban a vegetáció szerkezetére utaló és mikroklimatikus paramétereket is felmértünk.

4. 2 Fajmeghatározás

A 2007-ben és 2012-ben a területről begyűjtött egyedeket sztereomikroszkóp alatt vizsgáltam, meghatározásukat a megfelelő szakirodalom segítségével végeztem el (pl. Kis 1976, 1978, Harz 1957, Móczár 1969).

5. Az adatok értékelése

Az adatok értékelését a PAST és R (R develop core team) nevű programokban végeztem el.

5.1 Ordináció

Az ordináció kifejezését először Goodall (1954) használta. Akkor alkalmazzuk, amikor azt vizsgáljuk, hogy az objektumaink (különböző mintavételi helyek) hasonlósági mintázata hogyan függ a változóktól (fajok). Lényege, hogy a sokdimenziós eredeti adatstruktúrát kevesebb számú dimenzióval helyettesítse, amely nem tér el az eredetitől. Az elemzett objektumok egy halmazba tartoznak és a változókat is be tudjuk sorolni logikailag elkülönülő csoportokba. Az ordinációs módszerek nem alkotnak matematikailag egységes csoportokat, viszont az ordináció metodológiájához szükséges a mátrixszámítás alapjainak ismerete (Podani 1997). Az adatok értékelésénél több ordinációs módszert is alkalmaztam.

5.1.1 Korrespondencia elemzés

A legtöbb módszer esetében az ordinációs eljárások során külön készítjük el a változók és az objektumok ordinációit és utána tudjuk csak egymásra vetíteni őket. Ennek a hibának a kiküszöbölésére alkották meg ezt az elemzési módot (Podani 1997).

5.1.1.1 Kanonikus korrespondencia-elemzés – CCA

A módszer alkalmas a fajok és a környezeti változók közötti összefüggések vizsgálatára. Az objektumokat nem tisztán a fajadatok alapján ordináljuk, mert a tengelyeknek a környezeti változók lineáris kombinációjaként kell adódniuk (Podani 1997). Miután a tengelyek helyzetét a környezeti változók befolyásolják, a CCA a direkt grádiens elemzés egyik fő módszerének tekinthető (Braak & Prentice 1988).

5.1.2 Többdimenziós skálázás – Nem- metrikus többdimenziós skálázás

Az ordinációs eljárásoktól eltérő a többdimenziós skálázás módszerei: előbbi esetében a nyers adatra végig szükség van, míg utóbbi az objektumok távolságmátrixából állít elő ordinációt. Akkor használjuk, ha a mintavételezés és a mérés során távolság- vagy különbözőségmátrixot kapunk. Két fajtája van a metrikus és a nem- metrikus skálázás. Vizsgálatom során a

NMSD-t (non-metric multidimensional scaling) használtam. A módszer előnye, hogy az adat-szerkezet feltételétől mentes, és különböző távolság- és különbözőségi- mátrix is használható. Lényege, hogy az objektumainkat, reprezentáló pontjainkat úgy helyezzük el egy előre kikötött dimenzióban, hogy a közöttük lévő távolságok sorrendisége a lehető legjobban megközelítse a távolságok eredeti nagyság szerinti sorrendjét. Az objektumok közötti távolságok vagy különbözőségek és a pontok közötti ordinációs távolságok közötti kapcsolat monoton legyen. Metrikus koordináták formájában kapjuk meg az eredményt (Podani 1997). Az eljárás alkalmazásával a mintavételi helyek térbeli elrendeződését határoztam meg.

5.1.3 Diszkriminancia elemzés

Ordinációs eljárás a csoportok elkülönítésére. A módszer lényege, hogy a csoportok közötti varianciát maximáljuk és csoporton belüli varianciát minimalizáljuk. Az eljárás a változók közötti keresztszorzat mátrixon alapszik. A csoportok elválását maximalizálja a módszer, így pontosabb képet kapunk arról, hogy milyen mértékű az elválás a két csoport között (Podani 1997).

5.2 Korrelációs számítás

Korrelációs számítást két változó között végzünk. A számítás lényege, hogy a változók függetlenek legyenek egymástól. Függetlenek egymástól a változók, ha az adott populációban az egyik változó megfigyelése nem ad információt a másik eloszlásáról, azaz arról, hogy a másik mely értékeinek mekkora a valószínűsége. Ha a változók normális skálájúak, akkor asszociációról beszélünk a két változó között, amely azt jelenti, hogy a változók nem függetlenek, az egyik változó megfigyelésével a másiktól is szerezhethetünk információt. A korreláció esetében a változóknak ordinális skálájúaknak kell lenniük. A két összefüggés erősségének ellenőrzése mindkét módszernél egy együttható segítségével történik. Az asszociációs mérőszámok 0 és 1 közötti értéket, a korreláció mérőszámai -1 és +1 közötti értékeket adnak. Az asszociációnál az 1 érték a legszorosabb összefüggés, a korreláció -1 és +1 értéke a legszorosabb összefüggés mutatója, a 0 érték mindkét esetben a feltételezett függetlenséget jelenti a két változó között (Reiczigel et al 2010).

5.3 Indikátorfaj-analízis

Indikátorfaj számítást végzünk annak jellemzésére, hogy egy élőhely területét mely fajok karakterizálják. A módszer kombinálja az előforduló fajok abundanciáját a területen előforduló fajok relatív frekvenciával (Dufrene és Legendre 1997). Az indikátor fajok ökológiai jelentést adnak az adott területről.

6. Eredmények

A talajcsapdázás (2007) során 28 egyenesszárnýú faj 1752 ivarérett egyedét határoz-
tam meg, további 638 nem ivarérett egyed került begyűjtésre.

A fűhálózás (2012) során 21 egyenesszárnýú faj 2607 ivarérett egyedét gyűjtöttem be és hatá-
roztam meg. A nem ivarérett egyedek száma 498 volt.

A kétféle mintavételezés összesen 29 fajt eredményezett (1. táblázat), ebből 8 fajt csak a talaj-
csapda és 1 fajt csak a fűháló fogott meg. Gyakorisági kategória értékei alapján négy csoport-
ra oszlanak a gyűjtött fajok (melléklet 4. táblázat).

1. táblázat: A mintaterületen 2007-ben és 2012-ben talált egyenesszárnýú fajok ösz-
sesített fajlistája.

Ordo: Ensifera
Superfamilia: Tettigonioidea
<i>Metrioptera bicolor</i> (Philippi, 1830)
<i>Platycleis affinis</i> (Fieber, 1853)
<i>Platycleis grisea</i> (Zeuner, 1931)
<i>Platycleis montana</i> (Kollar, 1833)
<i>Tesselana vittata</i> (Charpentier, 1825)
Superfamilia: Grylloidea
<i>Gryllus campestris</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Oecanthus pellucens</i> (Scopoli, 1763)
Ordo: Caelifera
Superfamilia: Acridoidea
<i>Acrida hungarica</i> (Herbst, 1786)
<i>Acrotylus insubricus</i> (Scopoli, 1786)
<i>Calliptamus barbarus</i> (Costa, 1836)
<i>Calliptamus italicus</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Chorthippus biguttulus</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Chorthippus brunneus</i> (Thunberg, 1815)
<i>Chorthippus dichrous</i> (Eversmann, 1895)
<i>Chorthippus dorsatus</i> (Zetterstedt, 1821)
<i>Chorthippus mollis</i> (Charpentier, 1825)

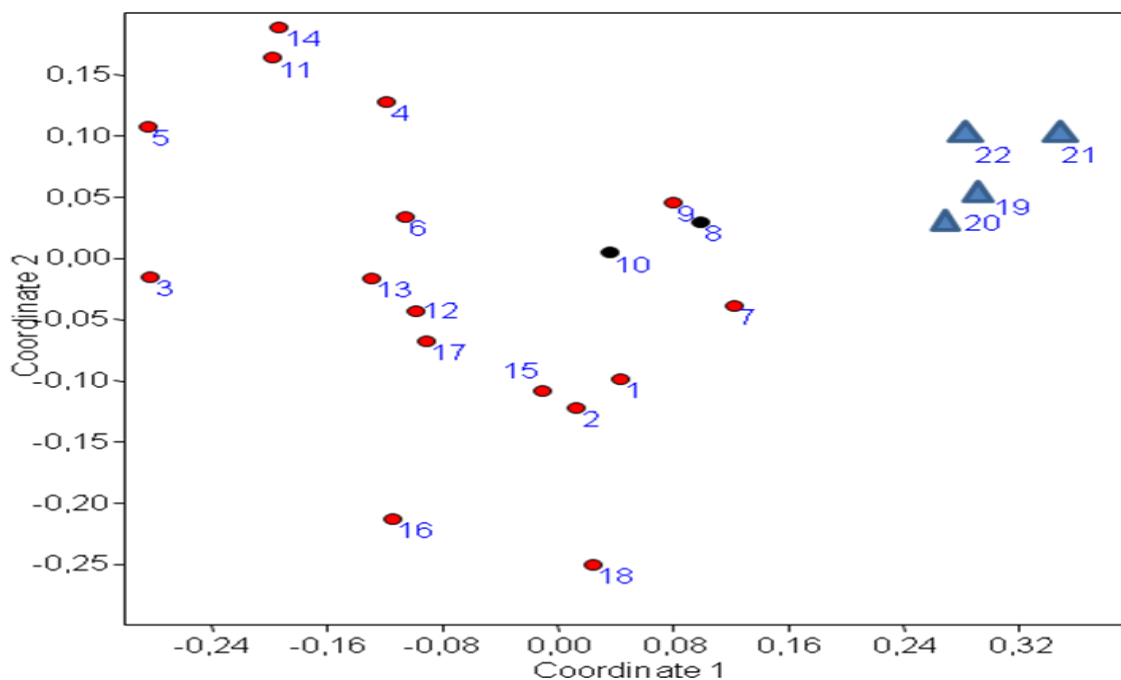
<i>Chorthippus oschei</i> (Helversen, O. von 1986)
<i>Chorthippus paralellus</i> (Zetterstedt, 1821)
<i>Chorthippus vagans</i> (Eversmann, 1848)
<i>Euchorthippus declivus</i> (Brisout de Barneville, 1848)
<i>Euchorthippus pulvinatus</i> (Fischer de Waldheim, 1846)
<i>Myrmeleotettix maculatus</i> (Thunberg, 1815)
<i>Oedipoda caerulescens</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i> (Charpentier, 1825)
<i>Omocestus petraeus</i> (Brisout de Barneville, 1855)
<i>Stenobothrus crassipes</i> (Charpentier, 1825)
<i>Stenobothrus fischeri</i> (Eversmann, 1848)
<i>Stenobothrus nigromaculatus</i> (Herrich-Schaeffer, 1840)
Superfamilia: Tetrigoidea
<i>Tetrix subulata</i> (Linnaeu, 1758)

6.1 Nem-metrikus többdimenziós skálázás (NMDS) eredménye

A talajcsapdázás során kapott adatokból számolt nem-metrikus többdimenziós skálázás eredményéből megállapítható, hogy a mintavételi helyek az ott előforduló egyenesszárnyú fajok összetétele alapján az ordinációs térben három csoportra különülnek el: 1) legelő, 2) átmeneti területek, 3) buckatető és buckaköz.

A nem legeltetett (elkerített) terület buckahát és buckaköz mintavételi helyei az ordinációs tér bal oldalán szóródnak és határozottan nem különülnek el egymástól. Ennek alapján elmondható, hogy a mintavételi helyek az ott előforduló egyenesszárnyú fajok összetétele alapján többnyire hasonlóak. Az NMDS ordinációs ábrán a 4-es, 5-ös, 11-es és 14-es mintavételi pontok egy kicsit távolabb helyezkednek el, ezért diszkriminancia elemzést végeztem. Az eredmény alapján a vizsgált pontok nem különülnek el szignifikánsan a többitől.

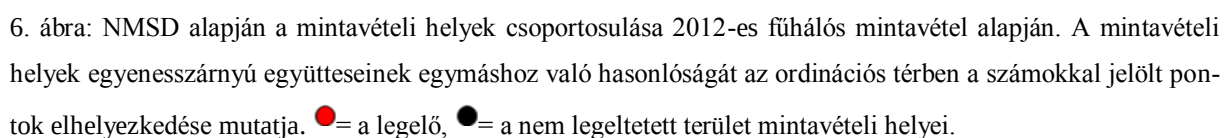
Az ordinációs térben nagy távolságra kerültek a legelő mintavételi helyei (19-es, 20-as, 21-es, 22-es) és az átmeneti területek (buckahát és buckaköz közötti terület: 8-as és 10-es), amelyek fajösszetétele különbözik más elhelyezkedésű mintavételi helyektől. A 7-es és 9-es mintavételi hely elkülönülése annak tudható be, hogy a területek relatív-magassága az átmeneti területekéhez hasonlít (5. ábra)



5. ábra: NMDS alapján a mintavételi helyek csoportosulása a 2007-es talajcsapda adataira. A mintavételi helyek egyenesszárnyú együtteseinek egymáshoz való hasonlóságát az ordinációs térben a számokkal jelölt pontok elhelyezkedése mutatja. ▲ = a legelő, ● = a buckatető és buckaköz, ● = átmeneti területek mintavételi helyei.

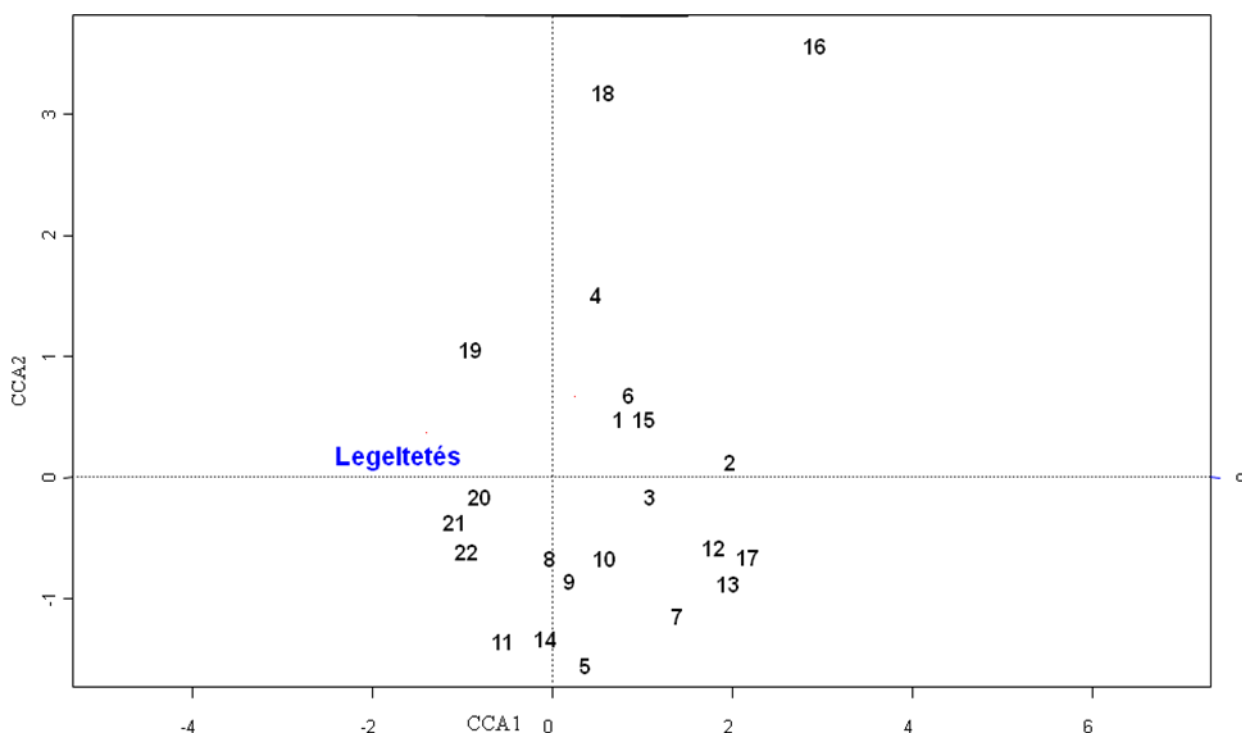
Az elkerített terület buckatetőn, buckaközben és átmeneti területen kijelölt mintavételi helyek egyenesszárnýú közösségei hasonlóak, az ordinációs térben a pontok egymáshoz közel találhatók. A legelő mintahelyei közül az első buckatető egyenesszárnýú közössége (legelőtető1) különül el kissé a térben a többi legelő mintavételi helytől.

Az elkerített terület mintavételi helyei közül a 183-as és 203-as távolabb találhatók az ordinációs térben, ennek egyik feltételezhető oka a nyár erdő hatása (6. ábra).



6.2 Kanonikus korrespondencia-elemzés eredménye:

A 2007-es mintavételi terület környezeti háttérváltozóinak adatai alapján kanonikus korrespondencia-elemzést végeztem. A háttérváltozók közül csak a legeltetés hatása bizonyult szignifikánsnak ($F=5.3119$, $p=0.001$) az egyenesszárnýú közösségek szerkezetére. Ez jól látható a mintavételi helyek ordinációban való szóródásából is, mert a legelön lehelyezett (19-es, 20-as, 21-es és 22-es) mintavételi helyek az ábra baloldalán, míg az elkerítet területen kijelölt mintavételi helyek a tér közepén és jobb oldalán találhatók (7. ábra)

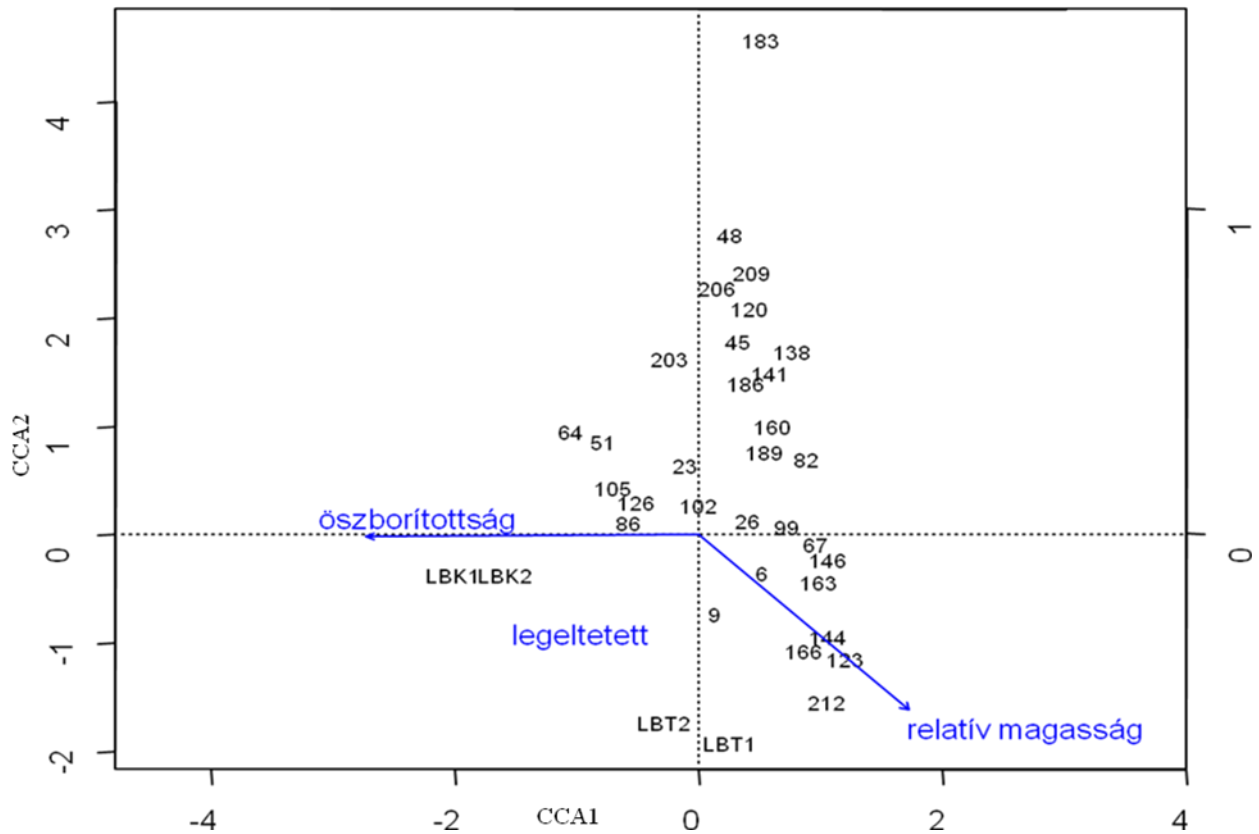


7. ábra: A kanonikus korrespondencia elemzés (CCA) ordinációs diagramja. A legelön lehelyezett mintavételi helyek: 19,20,21,22. Az nem legeltetett terület mintavételi helyei: 1,2,3,4,5,6,7,8,9,10,11,12,13,14,15,16,17,18.

A fűhálós mintavétel (2012) alapján az egyenesszárnýú közösségek szerkezetére három változó: az összborítottság, a terület relatív-magassága és a legeltetés volt szignifikáns hatással ($F=6.18$, $p=0.001$). Az ordinális skálán mért szignifikáns háttérváltozók erősségét a nyilak mutatják.

A legeltett és nem legeltetett területek élesen elkülönülnek egymástól, sokkal jobban, mint a nem-metrikus többdimenziós skálázás esetében. Az elzárt területeken található buckahátak, buckaközök és átmeneti mintahelyek ismét nem különülnek el egymástól.

A háttérváltozók közül a növényi összborítottság (%) értéke a legelő felé növekszik. A relatív magasság értéke a 144-es, 166-os, 123-as mintavételi helyek felé növekszik és a grádiens mentén a mintahelyek között sorrendet tudunk felállítani (8.ábra).



8. ábra: A kanonikus korrespondencia elemzés ordinációs diagramja. A legelő mintavételi helyei: LBK1, LBK2, LBT1, LBT2. A nem legeltetett terület mintavételi helyei: 6, 9, 23, 26, 45, 48, 51, 64, 67, 82, 86, 99, 102, 105, 120, 123, 126, 138, 141, 144, 146, 160, 163, 166, 183, 186, 189, 203, 206, 209, 212. A szignifikáns háttérváltozókat a nyilak jelölik.

6.2.1. A változók marginális hatása

A CCA analízist külön-külön elvégeztem a környezeti változókra mindkét évben. A 2007-ben gyűjtött egyenesszárnýú fajok összetételére a legeltetés ($p=0.001$) volt szignifikánsan hatással.

2. táblázat: A 2007-es magyarázó változók és a legeltetés CCA elemzésének eredménye.

	X ²	F	p
Növényi átlagmagasság (cm)	0.0454	1.3433	0.461
Borítás 5-15 cm-ig (%)	0.0253	0.7275	0.893
Borítás 30-50 cm-ig (%)	0.0375	1.0973	0.645
Borítás 50-70 cm-ig (%)	0.0442	1.3064	0.298
Borítás 70 cm fölött (%)	0.0349	1.0181	0.603
Elhelyezkedés	0.0497	0.7030	0.942
Legeltetés	0.1512	5.3119	0.001*

2012-es adatsorra elvégzett CCA eredményeül azt kaptam, hogy az Orthoptera fajok összetételére a növényi összborítás talajszinten (%) ($p=0.001$), a relatív magasság (%) ($p=0.022$), és a legeltetés ($p=0.006$) volt szignifikáns hatással, valamint a szignifikáns szintet ($p<0.05$) megközelíti az elhelyezkedés ($p=0.087$).

3. táblázat: A 2012-es magyarázó változók és a legeltetés CCA elemzésének eredménye.

	X ²	F	p
Szabad talajfelszín	0.0708	2.0137	0.23
Növényi összborítás talajszinten%	0.2727	9.3898	0.001 ***
Bori30+ %	0.0776	2.2203	0.23
Folt típus	0.2751	2.1580	0.158
Relatív magasság %	0.1632	5.0453	0.022 *
Kitettség	0.2354	1.3713	0.37
Elhelyezkedés	0.1956	3.0223	0.087 .
Legeltetés	0.2512	8.4621	0.006**

6.3 Indikátor értékek

A vizsgálat során előforduló fajok indikátorfaj-analízisét mindkét év adatsorára elvégeztem, figyelembe véve azokat a háttérváltozókat, amelyek szignifikáns hatással voltak a mintavételi helyekre. A két évben fogott karakterisztikus fajok indikátorértékeit és a hozzá tartozó szignifikancia szinteket a 4. és 5. táblázatban összesítettem.

A 2007-ben Barber-csapdával gyűjtött fajok közül a legelés hatásához 8 faj kötődik szignifikánsan, így indikátorfajai a legelőnek (4. táblázat).

A 2012-ben fűhálóval fogott fajok 5 változó típushoz kötődnek szignifikánsan. Változók: legeltetés, nem legeltetés, szabad talajfelszín, 81-100%-os növényi összborítottság és kitettség. Az értékeket az 5. táblázatban összesítettem.

4. táblázat: 2007-ben fogott fajok indikátor értékei.

Faj	Indikátor érték	p érték
<i>Chorthippus dichrous</i>	75	0.03
<i>Chorthippus dorsatus</i>	50	0.032
<i>Chorthippus palallelus</i>	75	0.02
<i>Chorthippus vagans</i>	69,05	0.036
<i>Euchorthippus declivus</i>	88,12	0.011
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i>	94,10	0.02
<i>Omocestus petraeus</i>	89,42	0.02
<i>Stenobothrus crassipes</i>	97,97	0.001

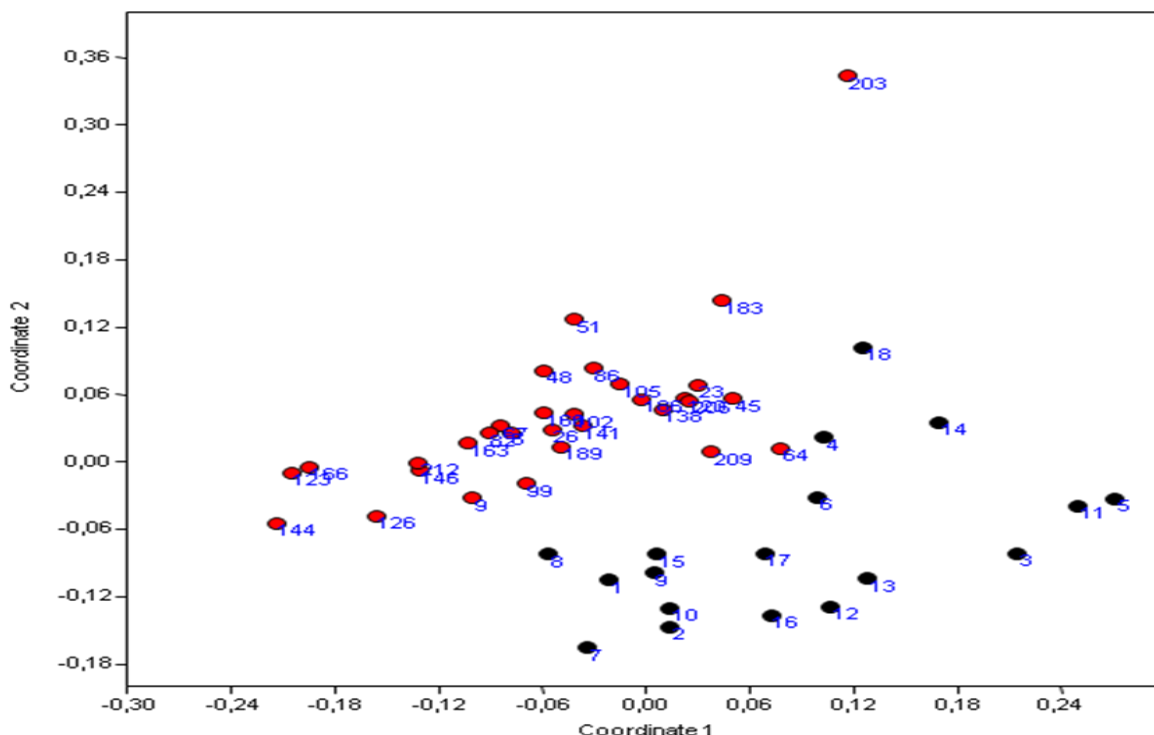
5. táblázat: A 2012-ben fogott fajok indikátor és szignifikancia értékei.

Faj	legeltetés		nem legeltetés		szabad talaj		81-100% növényi összborítottság		Kitettség	
	Ind ért.	p ért.	Ind ért.	p ért.	Ind ért.	p ért.	Ind ért.	p ért.	Ind ért.	p ért.
<i>Acrida hungarica</i>	91,66	0.001								
<i>Chorthippus brunneus</i>	88,33	0.001								
<i>Chorthippus mollis</i>	84,35	0.003								
<i>Calliptamus barbarus</i>					50	0.018				
<i>Chorthippus biguttulus</i>	90	0.002					69,29	0,012		
<i>Chorthippus parallelus</i>	72,17	0.03					94,69	0.002		
<i>Chorthippus vagans</i>									94,42	0.024
<i>Metrioptera bicolor</i>	43,05	0.029					80	0.004		
<i>Oecanthus pellucens</i>			90,32	0.001						
<i>Stenobothrus crassipes</i>	82,30	0,014					72,38	0.043		

6.4 A mintavételi módszerek hatásának vizsgálata

2007-ben Baber féle talajcsapdával és a 2012-es évben a fűhálózással végeztük el a mintavételezést. A talajcsapdázás és a fűhálózás közötti különbség megállapítására nem-metrikus többdimenziós skálázást alkalmaztam.

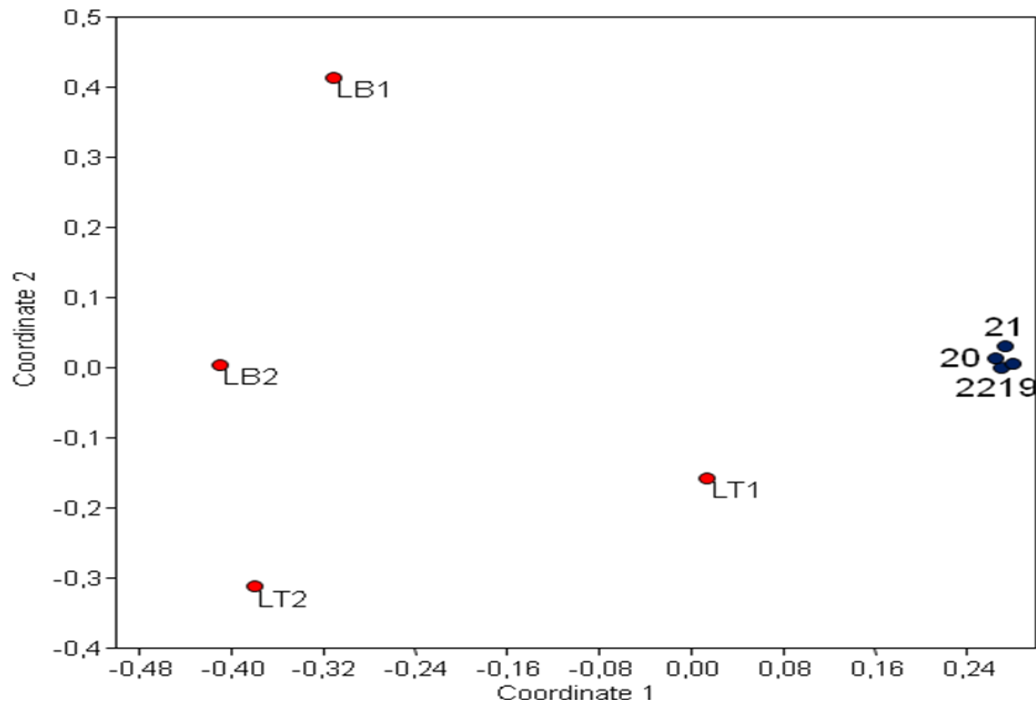
Az NMDS eredmény alapján elmondható, hogy az elzárt területen használt két mintavételi módszer a mintavételi helyeken fogott egyenesszárnnyú közösségek alapján nem határolódtak el élesen egymástól (9. ábra). Az NMDS mellett diszkriminancia elemzést is végeztem, amely szignifikáns eredményt adott ($p=0,01$), azaz a nem legeltetett területen a két mintavételi módszerrel mintázott egyenesszárnnyú-közösségek eltérnek (9. ábra).



9. ábra. A nem legeltetett mintavételi helyek ordinációs diagramja, a talajcsapda (kék) és fűhálózás (piros) mintavételi módszer által fogott egyenesszárnnyúak alapján.

A legelőn fogott egyenesszárnnyú közösségekre elvégzett nem-metrikus többdimenziós skálázás alapján a fűhálózás mintavételi helyei az ordinációs térben nagy távolságra szóródtak. A talajcsapdázás alapján az egyenesszárnnyú-közösségek mind a négy mintavételi helyen hasonlóak, viszont a fűhálózás szerint a négy mintavételi hely között eltér, ennek egyik

oka lehet az eltérő növényzet magassága, amely a legelőn különbözik a buckatetőn és a buckaközben (10.ábra).



10. ábra: A nem legeltetett mintavételi helyek ordinációs diagramja, a Barber talajcsapda (kék,19,20,21,22) és fűhálózás (piros, LB1, LB2, LT1, LT2) mintavételi módszer által fogott egyenesszárnyú fajszámok alapján.

További különbség figyelhető meg a mintavételi módszerek között:

Grylloidea fajok - talajfelszínen mozgó egyenesszárnyú fajok:

- A vizsgálatom során csak a Barber féle talajcsapda fogott talajfelszínen mozgó egyenesszárnyú fajt: *Gryllus campestris*
- A fűhálózás nem fogott ilyen fajt.

Tettigonioidea fajok:

- A talajcsapda több szöcskefajt fogott és nagyobb egyedszámban, mint a fűhálózás.

Csak talajcsapdával fogott fajok: *Platycleis affinis*, *Platycleis grisea*, *Platycleis montana*

Acridoidea fajok:

- A talajcsapda és a fűhálózás ezen fajokat körülbelül azonos számban fogta meg. Azonban, csak a talajcsapda fogott *Tetrix subulata*, *Chorthippus dichrous*, *Chorthippus oschei*, *Myrmeleotettix maculatus* fajt, illetve csak a fűhálózás fogott *Chorthippus biguttulus* fajt.

7. Diszkusszió

Az Orthoptera közösségek az ízeltlábúak és azon belül a növényevő rovarok egy fontos csoportját képviselik (Nagy et al. 2007), az ízeltlábú biomassza egyik fő komponensei, így fontos szerepük van a füves élőhelyek ökoszisztémájában. A környezeti hatásokra a közösség szerkezete érzékenyen reagál (Báldi és Kisbenedek 1997).

A vizsgált bugaci terület talajszerkezete miatt a vízmennyiség egy fontos tényező, mely hatással van a vegetációra és a hőmérsékletre (Körmöczy et al. 2009). A változó körülmények hatására hasonlóvá válhatnak a buckaháti, buckaközi területek és ez befolyással lehet az ott élő egyenesszárnyú közösségekre. A jelen tanulmány eredménye is azt mutatja, hogy mind a két évben az elkerített terület buckatetőn és buckaközben előforduló egyenesszárnyú közösségek nem különülnek el egymástól.

A 2007-es mintavétel alapján az átmeneti területek elkülönülnek, azaz itt más egyenesszárnyú közösség fordul elő, mint akár a buckaközi vagy buckatetőn lévő élőhelyeken, ami alátámasztja azt, hogy két élőhely határán jelentős változások mennek végbe (Torma et al. 2009).

A legeltetés befolyással van az ízeltlábúakra akár különböző rendszertani csoportokat, akár funkcionális csoportokat nézünk (Debano 2006). A nem-metrikus elemzés eredménye alapján az egyenesszárnyú közösségek elkülönülnek a legeltetett és a nem legeltetett területen. Batáry et al. (2007) vizsgálata szerint is az egyenesszárnyúak fajszáma és abundanciájára is hatással lehet a legeltetés.

A környezeti háttérváltozók hatását számos korábbi vizsgálat bizonyította. Az egyenesszárnyú közösségekre is hatással lehet a mikroklima (hőmérséklet és páratartalom, árnyékolás, talajnedvesség), a talajtípus és a vegetáció struktúra. Kiskunsági gyepeken főleg ezek a tényezők befolyásolják erősebben az egyenesszárnyú együttesek összetételét és szerkezetét (Torma et al. 2009).

A legeltetés és taposás megváltoztatja a terület mikroklimáját, vegetációját és talajösszetételét (O'Neill et al. 2003). Különböző taxonok még érzékenyebben reagálnak a megváltozó környezeti hatásokra. A környezeti változók hatását vizsgálva, a CCA eredmények alapján arra a megállapításra juttottam, hogy a legeltetés hatással van az egyenesszárnyú közösségek összetételére és szerkezetére. Emellett a fűhálózással mintázott egyenesszárnyú közösségekre nem csak a legeltetésnek, hanem a növényi összborítottságnak és a relatív magasságnak is volt szignifikáns hatása, azaz ahogy mások is kimutatták (például

Nagy és Rácz 2007) a vegetáció struktúrája erősen befolyásolja az egyenesszárný közösségek szerveződését.

Az eredményeim ugyanakkor azt mutatják, hogy a legelőn belüli mintavételi helyek között is eltérések vannak. Ez abból adódhat, hogy a szarvasmarha legeltetés mozaikosságot eredményez a növényzeti struktúrában, legeletlen foltokat hoz létre, amelyek menedékként szolgálnak az egyenesszárný fajok részére (Batáry et al. 2007, Debano 2006).

Az indikátorfaj-analízis eredménye megerősíti Nagy Antal és munkatársai (2007) vizsgálatának eredményét, hogy a gyeptípusok eltérő életforma típusú fajokat jellemeznek, és vannak területek (gyeptípusok), ahol kimutathatóak karakterfajok, de előfordul olyan terület, amihez nem lehetett saját karakterfajt hozzárendelni.

A talajcsapdázás alapján a legelő területén több faj is nagy mennyiségben volt jelen, de leginkább a *Stenobothrus crassipes* faj, amely erősen kötődik a legelőhöz. A legelőhöz köthető fajok továbbá: *Omocestus haemorrhoidalis*, *Omocestus petraeus*, *Euchorthippus declivus*, *Chorthippus parallelus*, *Chorthippus dichorus*, *Chorthippus vagans* és *Chorthippus dorsatus*.

A fűhálózás alapján a legelőhöz legerősebben az *Acrida hungarica*, valamint *Chorthippus brunneus* és *Chorthippus mollis* fajok kötődnek. A nem legeltetett területet is kötődik a *Oecanthus pellucens*. A *Calliptamus italicus* csak a szabad talajfelszínű területekhez köthető.

Olyan fajokat is találtam, amelyek két környezeti változó típushoz kötődnek szignifikánsan. A *Chorthippus biguttulus*, *Chorthippus parallelus*, *Metrioptera bicolor* és a *Stenobothrus crassipes* fajok a legeltetéshez és a magasabb növényi borítottsághoz (81-100%) kötődnek.

A mintavételi módszerek alkalmazása minden vizsgálatnál egy fontos tényező. Ízeltlábúak gyűjtési módszerinél azt feltételezzük, hogy a területen előforduló minden faj egyszer bekerül a mintába, ez azonban a gyakorlatban nem valósul meg. A hiba a módszerek szelektivitásából és nem teljes hatékonyságából adódhat, amely hibás adatsorhoz vezethet. Tanulmányok foglalkoztak és foglalkoznak a mintavételi módszerek fejlesztésével, hogy minél hibátlanabb adatsort kapjunk a mintavételi helyről (Nagy et al. 2007).

Munkám során, a Barber-féle talajcsapda és a fűhálózás módszerét vizsgáltam mind legeltetett és nem legeltetett területeken. A vizsgálataim alapján megállapítható, hogy a nem legeltetett és legeltetett területen a két mintavételi módszer során kapott eredmények részben eltérnek egymástól. Ez adódhat abból, hogy a Barber-féle talajcsapda és a fűhálózás különböző életformájú egyenesszárný fajokat fognak nagy hatékonysággal.

8. Összefoglalás

A dolgozatomban a Kiskunsági Nemzeti Parkban a Bugac Projekt keretében leválasztott, védett 2,4 hektáros mintavételi területen Barber-talajcsapdával és fűhálóval gyűjtött egyenesszárnyú közösség szerkezetét és a környezeti változók hatását vizsgáltam. A mintavétel két évben történt, 2007-ben és 2012-ben. Mintavételek 2007-ben tavasztól-őszig tartottak, 2012-ben július, augusztus és szeptember hónapokban, az adatsorokat külön dolgoztam fel. A két év alatt gyűjtött egyedek határozása után ordinációs módszereket, nem-metrikus többdimenziós skálázást, diszkriminancia elemzést, kanonikus korrespondencia-elemzést és indikátorfaj-analízist végeztem el a területeken előforduló egyenesszárnyúak és a környezeti változók közötti hatások megállapítására. Végül a két év adatsorát összehasonlítottam az eredmények alapján.

Dolgozatomban elvégzett vizsgálatok alapján megállapítható, hogy a két évben a nem legeltetett mintavételi területen nem különül el egymástól a buckaháton és buckaközön előforduló egyenesszárnyú közösség, mint ahogy Gallé et al. 1987 eredményi alapján várható volt. A legelő mintavétel helyei mind a két évben elkülönülnek a nem legeltetett terület mintahelyeitől, így arra a megállapításra jutottam, hogy a legelés jelenléte hatással van az ott élő egyenesszárnyú közösségekre. A mintavételi helyek egyenesszárnyú közösségeire 2007-ben csak a legeltetés volt szignifikáns hatással. 2012-ben a legeltetés mellett a növényi összborítottság és relatív magasság is hatással volt. A növényi összborítottság hatása alapján, arra a megállapításra jutottam, hogy a legeltetés megváltoztatja a növényzet struktúráját és a növényzet térbeli heterogenitását. A terület relatív magassága alapján sorrendet tudunk felállítani a mintavételi helyeken előforduló egyenesszárnyú közösségek között. A mintavételi módszerek hatását is vizsgáltam az egyenesszárnyú közösségekre. A Barber féle talajcsapda több fajt fogott meg, mint a fűhálózás, mivel nagyobb hatékonysággal fogta a talajfelszínen mozgó egyenesszárnyú fajokat. A fűhálózási módszerrel nem fogtam talajszinten előforduló fajokat, viszont nagyobb egyedszámban a növényzeten előforduló fajokat. Eredményeim egybevágnak Nagy et al. (2007) a módszerek alkalmazhatóságára vonatkozó megállapításaival. A gyűjtött fajok között védett is előfordul, az *Acrida hungarica* és a *Calliptamus barbarus*.

9. Irodalomjegyzék

- Báldi A., Kisbenedek T. (1997): Orthopteran assemblages as indicators of grassland naturalness in Hungary.-Agriculture, Ecosystems and Environment 66 (1997) 121-129.
- Nagy A., Sólymos P., Rácz I.A. (2007): A test on the effectiveness and selectivity of three sampling methods frequently used in orthopterological field studies.-Entomol. Fennica 18: 149-159.
- Forsberg B. (2004): Microhabitat, phenology and diversity of Orthoptera in a seminatural pasture.-Examensarbeten/Seminarieuppsatser • 68 Institutionen för ekologi och växtproduktionslära Uppsala.
- Brose U. (2003): Regional diversity of temporary wetland carabid beetle communities: a matter of landscape features or cultivation intensity? Agriculture, Ecosystems and Environment 98 (2003) 163–167.
- Dufrene M., Legendre P. (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67(3): 345–366.
- Forró L. (szerk.) 1997: Az egyenesszárnyúak populációszintű monitorozása. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer, V. Rákok szitakötők és egyenesszárnyúak. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Gallé L., Györffy Gy., Körmöczy L., D-Szőnyi G., Harmath B. (1987): Különböző közösségtípusok élőhely heterogenitás indikációja homokpusztai gyepen. Környezet- és Természetvédelmi Kutatások 6, 230-271.
- Gallé L., Györffy Gy., Hornung E., Körmöczy L. (2009): A Bugac projekt rövid története. Entomológia: kutatás, szemléletformálás, ismeretterjesztés, MóczárLászló köszöntése 95. születésnapján. SZTE Ökológiai Tanszék, Szeged, 38-54.
- Harmati M., Dürdő H., Gallé L. (2009): Hangyaközösségek szerkezete heteromorf élőhelyen. Entomológia: kutatás, szemléletformálás, ismeretterjesztés, Móczár László köszöntése 95. születésnapján. SZTE Ökológiai Tanszék, Szeged, 208-211.
- Hasslett J. (1997): Insect communities and spatial complexity of montain habitat. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 6, 39-48.
- Kanizsai O., Dürdő H., Szőnyi G., Gallé L. (2009): Hangyaközösségek hosszútávú dinamizmusa a bugaci pusztán. Entomológia: kutatás,

- szemléletformálás, ismeretterjesztés, Móczár László köszöntése 95. születésnapján. SZTE Ökológiai Tanszék, Szeged, 179-180.
- Körmöczi L., Margóczy K., Zalatnai M. (2009): Kiskunsági homoki növényzet hosszú távú állományszerkezet-változása. Entomológia: kutatás, szemléletformálás, ismeretterjesztés, Móczár László köszöntése 95. születésnapján. SZTE Ökológiai Tanszék, Szeged 91-106.
- O'Neill K.M., Olson B.E., Rolston M.G., Wallander R., Larson D.P., Seibert C.E. (2003): Effects of livestock grazing on rangeland grasshopper (Orthoptera: Acrididae) abundance. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 97 (2003) 51–64.
- Nagy A., Rácz I.A. (2007): Alföldi szikes, homoki- és löszpuszta-gyepek jellemzése Orthoptera- együttesek alapján. *Természetvédelmi Közlemények* 13/153 162.
- Nagy A., Orci K.M., Rácz I.A., Varga Z. (2007): Hazai gyeptípusok egyenesszárnyúi – In: Forró László (szerk.): A Kárpát-medence állatvilágának kialakulása / A Kárpát medence állattani értékei és faunájának kialakulás – Magyar Természettudományi Múzeum – Budapest, 2007, ISBN 978-963-7093-99-9, 349-356.
- Adler P.B., Raff D.A., Lauenroth W.K. (2001): The effect of grazing on the spatial heterogeneity of vegetation. *Oecologia* (2001) 128:465–479.
- Batáry P., Orci K.M., Báldi A., Kleijn D., Kisbenedek T., Erdős S. (2007): Effects of local and landscape scale and cattle grazing intensity on Orthoptera assemblages of the Hungarian Great Plain. *Basic and Applied Ecology* 8 (2007) 280—290.
- Podani J. (1997): Bevezetés a többváltozós biológiai adatelemzés rejtelseibe. Scientia kiadó, Budapest.
- Rácz I.A. (1986): Orthoptera from the Kiskunság Nemzeti Park. The fauna of the Kiskunság National Park, 1986 93-110.
- Rácz I.A. (2001): Egyenesszárnyú együttesek életforma-spektrumának változása a száraz és félszáraz gyepek struktúrájának függvényében. *Állattani Közlemények* (2001) 86: 29–56.
- Rácz I.A. és Nagy A., Orci K.M., Varga Z.S.(2009):

- Különböző egyenesszárnú fajok (Orthoptera: Caelifera: Acridoidea) életforma típusainak morfometriai vizsgálata In: Kövics, Gy. & Dávid, I. (szerk): 12. Tiszántúli Növényvédelmi Fórum előadások – Proceedings. Debreceni Egyetem, Debrecen. 141-153. pp.
- Reiczigel J., Harnos A., Solymosi N. (2007): *Biostatistika nem statisztikusoknak*. Pars KFT, Nagykovácsi.
- Debano S.J. (2006): Effects of livestock grazing on aboveground insect communities in semi-arid grasslands of southeastern Arizona. *Biodiversity and Conservation* (2006) 15:2547–2564.
- Collins S.L., Glenn S.M. (1990): A Hierarchical Analysis of Species' Abundance Patterns in Grassland Vegetation. *American Naturalist*, Volume 135, Issues 5 (May, 1990), 633-648.
- Torma A., Bozsó M., Gallé R. (2009): Határok és Átmenetek hatása ízeltlábú együttesek mintázatára a Kiskunság természet közeli élőhelyein. *Entomológia: kutatás, szemléletformálás, ismeretterjesztés, Móczár László köszöntése 95. születésnapján*. SZTE Ökológiai Tanszék, Szeged 136-154.

10. Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretnék köszönetet mondani konzulensemnek, Bozsó Miklósnak a dolgozatom megírásában nyújtott feltétel nélküli segítségért, biztatásáért és kitartó türelméért.

Az Ökológiai Tanszék valamennyi munkatársának köszönöm, hogy bátran fordulhattam kérdéseimmel hozzájuk, illetve helyet és eszközöket biztosítottak számomra a vizsgálataim során.

Nyilatkozat

Alulírott Kelemen Petra Biológia MSc szakos hallgató, kijelentem, hogy a dolgozatban foglaltak saját munkám eredményei, és csak a hivatkozott forrásokat (szakirodalom, eszközök, stb.) használtam fel.

aláírás

Szeged, 2012. November 5.

Melléklet

4. táblázat: 2007-ben gyűjtött fajok rendszerezése és a gyakorisági kategória értéke.

Gyakorisági kategóriák: I: < 0,0625 (ritka), II: 0,0626-0,125 (szórványos), III: 0,1251-0,250 (kevésbé gyakori), IV: 0,2501-0,500 (gyakori), V: >0,5001 (közönséges).

	Gyakorisági kategória
Ordo: Ensifera	
Superfamilia: Tettigoniodea	
Metrioptera bicolor (Philippi, 1830)	IV
Platycleis affinis (Fieber, 1853)	III
Platycleis grisea (Zeuner 1931)	IV
Platycleis montana (Kollar, 1833)	I
Tessellena vittata (Charpentier, 1825)	III
Superfamilia: Grylloidea	
Gryllus campestris (Linnaeus, 1758)	II
Oecanthus pellucens (Scopoli, 1763)	III
Ordo: Caelifera	
Superfamilia: Acridoidea	
Acrida hungarica (Herbst, 1786)	III
Acrotylus insubricus (Scopoli, 1786)	II
Calliptamus barbarus (Costa, 1836)	I
Calliptamus italicus (Linnaeus, 1758)	III
Chorthippus brunneus (Thunberg, 1815)	IV
Chorthippus dichrous (Eversmann, 1895)	I
Chorthippus dorsatus (Zetterstedt, 1821)	IV
Chorthippus mollis (Charpentier, 1825)	IV
Chorthippus oschei (Helferssen, O. von 1986)	IV
Chorthippus paralellus (Zetterstedt, 1821)	IV
Chorthippus vagans (Eversmann, 1848)	I
Euchorthippus declivus (Brisout de Barneville, 1848)	IV
Euchorthippus pulvinatus (Fischer de Waldheim, 1846)	II
Myrmeleotettix maculatus (Thunberg, 1815)	I
Oedipoda caerulea (Linnaeus, 1758)	IV
Omocestus haemorrhoidalis (Charpentier, 1825)	IV
Omocestus petraeus (Brisout de Barneville, 1855)	III
Stenobothrus crassipes (Charpentier, 1825)	IV
Stenobothrus fischeri (Eversmann, 1848)	I
Stenobothrus nigromaculatus (Herrich-Schaeffer, 1840)	III

Superfamilia: Tetrigoidea	
<i>Tetrix subulata</i> (Linnaeu, 1758)	III

5. táblázat: 2007-es mintavételi helyen gyűjtött fajok és egyedszámuk

Ch: chortobiont, G: geobiont, Th: thamnobiont, Ch-T: chorto-thamnobiont, Ch-G: chorto-geobiont, G-P: geo-psammobiont, G-Ch: geo-chortobiont, G-P: geo-psammobiont

Fi: fissurobiont

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<i>Acrida hungarica</i>(Herbst,1786)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Acrotylus insubricus</i>(Scopoli, 1786)	2	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Metrioptera bicolor</i>(Philippi, 1830)	1	0	0	0	1	0	2	0	0	0
<i>Calliptamus barbarus</i>(Costa, 1836)	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Calliptamus italicus</i>(Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	0	0	15	1	0	0
<i>Chorthippus oschei</i> Helversen, O. von 1986	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euchorthippus declivus</i>(Brisout de Barneville, 1848)	4	2	1	5	3	7	33	27	38	21
<i>Euchorthippus pulvinatus</i>(Fischer de Waldheim, 1846)	2	1	0	0	0	0	4	1	2	0
<i>Chorthippus brunneus</i>(Thunberg, 1815)	6	3	0	0	0	1	2	2	1	1
<i>Chorthippus mollis</i>(Charpentier, 1825)	11	3	2	1	0	1	8	3	3	1
<i>Chorthippus vagans</i>(Eversmann, 1848)	6	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Gryllus campestris</i> Linnaeus, 1758	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Myrmeleotettix maculatus</i> (Thunberg, 1815)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oecanthus pellucens</i>(Scopoli, 1763)	3	3	0	5	0	4	2	1	2	1
<i>Oedipoda caerulea</i>(Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i>(Charpentier, 1825)	6	5	2	7	2	5	9	17	10	11
<i>Omocestus petraeus</i>(Brisout de Barneville, 1855)	13	3	0	0	0	0	3	7	1	1
<i>Platycleis affinis</i> Fieber, 1853	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Platycleis montana</i> Kollar, 1833	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Stenobothrus crassipes</i>(Charpentier, 1825)	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0
<i>Stenobothrus fischeri</i>(Eversmann, 1848)	16	33	3	0	1	5	35	6	6	16
<i>Stenobothrus nigromaculatus</i>(Herrich-Schaeffer, 1840)	2	12	0	0	0	0	9	4	3	7
<i>Tetrix subulata</i>(Linnaeus 1758)	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0

5. táblázat folytatása

	11	12	13	14	15	16	17	18	életf. ti.
Acrida hungarica (Herbst,1786)	0	0	0	0	2	0	0	0	G-PS
Acrotylus insubricus (Scopoli, 1786)	0	1	1	0	2	3	1	3	G-P
Metrioptera bicolor (Philippi, 1830)	0	0	0	0	0	0	0	0	Ch
Calliptamus barbarus (Costa, 1836)	0	0	0	0	1	0	0	0	G-P
Calliptamus italicus (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	2	0	0	0	G-Ch
Chorthippus oschei Helversen, O. von 1986	0	0	1	0	0	0	0	0	Ch
Euchorthippus declivus (Brisout de Barneville, 1848)	6	5	8	2	0	0	4	2	G-Ch
Euchorthippus pulvinatus (Fischer de Waldheim, 1846)	0	1	4	2	0	0	7	1	Ch-G
Chorthippus brunneus (Thunberg, 1815)	0	1	0	0	3	0	0	7	Ch
Chorthippus mollis (Charpentier, 1825)	0	1	0	0	3	0	2	6	Ch-G
Chorthippus vagans (Eversmann, 1848)	0	0	0	0	2	0	0	9	Ch
Gryllus campestris Linnaeus, 1758	1	0	0	0	0	0	0	0	Fi
Myrmeleotettix maculatus (Thunberg, 1815)	0	0	0	0	0	0	0	1	G-T
Oecanthus pellucens (Scopoli, 1763)	0	0	1	0	1	16	1	6	Ch-Th
Oedipoda caerulescens (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	2	G
Omocestus haemorrhoidalis (Charpentier, 1825)	3	2	1	5	7	2	2	1	Ch
Omocestus petraeus (Brisout de Barneville, 1855)	0	1	0	0	2	0	2	0	Ch-G
Platycleis affinis Fieber, 1853	0	0	0	0	0	0	0	0	Ch
Platycleis montana Kollar, 1833	0	0	0	0	0	0	0	0	Ch-G
Stenobothrus crassipes (Charpentier, 1825)	0	0	0	0	0	0	0	0	Ch-G
Stenobothrus fischeri (Eversmann, 1848)	0	14	8	0	9	10	14	2	G-Ps-Ch
Stenobothrus nigromaculatus (Herrich-Schaeffer, 1840)	0	1	0	0	4	8	1	0	Ch
Tetrix subulata (Linnaeus 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	Ch

	19	20	21	22	
Acrida hungarica (Herbst,1786)	4	4	0	1	G-PS
Acrotylus insubricus (Scopoli, 1786)	0	0	0	0	G-P
Metrioptera bicolor (Philippi, 1830)	0	0	0	0	Ch
Calliptamus barbarus (Costa, 1836)	0	0	0	0	G-P
Calliptamus italicus (Linnaeus, 1758)	0	0	1	0	G-Ch
Chorthippus dichrous (Eversmann, 1859)	3	0	6	4	Ch-G
Chorthippus dorsatus (Zetterstedt, 1821)	1	0	2	0	Ch-G
Chorthippus parallelus (Zetterstedt, 1821)	0	2	7	6	Ch-G
Chorthippus oschei Helversen, O. von 1986	0	0	0	0	Ch
Euchorthippus declivus (Brisout de Barneville,	47	45	93	92	G-Ch

1848)					
Euchorthippus pulvinatus (Fischer de Waldheim, 1846)	0	0	0	1	Ch-G
Chorthippus brunneus (Thunberg, 1815)	16	9	36	12	Ch
Chorthippus mollis (Charpentier, 1825)	18	13	22	11	Ch-G
Chorthippus vagans (Eversmann, 1848)	47	0	1	1	Ch
Gryllus campestris Linnaeus, 1758	1	0	0	1	Fi
Myrmeleotettix maculatus (Thunberg, 1815)	0	1	0	0	G-T
Oecanthus pellucens (Scopoli, 1763)	0	0	0	0	Ch-Th
Oedipoda caerulea (Linnaeus, 1758)	2	1	0	0	G
Omocestus haemorrhoidalis (Charpentier, 1825)	66	99	104	75	Ch
Omocestus petraeus (Brisout de Barneville, 1855)	7	51	2	2	Ch-G
Platycleis affinis (Fieber, 1853)	0	0	0	1	Ch
Platycleis grisea (Zeuner 1931)	0	0	0	1	Ch-T
Platycleis montana (Kollar, 1833)	0	0	0	0	Ch-G
Stenobothrus crassipes (Charpentier, 1825)	8	9	21	5	Ch-G
Stenobothrus fischeri (Eversmann, 1848)	0	8	2	1	G-Ps-Ch
Stenobothrus nigromaculatus (Herrich-Schaeffer, 1840)	13	9	1	2	Ch
Tesselena vittata (Charpentier, 1825)	0	0	0	1	Ch-T
Tetrix subulata (Linnaeus 1758)	0	0	0	0	Ch

6. 2012-ben gyűjtött fajok rendszerezése és a gyakorisági kategória értéke.

Gyakorisági kategóriák: I: < 0,0625 (ritka), II: 0,0626-0,125 (szórványos), III: 0,1251-

0,250 (kevésbé gyakori), IV: 0,2501-0,500 (gyakori), V: >0,5001 (közönséges).

	LT1	LT2	LB1	LB2	
Acrida hungarica (Herbst,1786)	31	11	69	11	G-PS
Acrotylus insubricus (Scopoli, 1786)	0	0	0	0	G-P
Metrioptera bicolor (Philippi, 1830)	0	0	2	2	Ch
Calliptamus barbarus (Costa, 1836)	0	0	0	0	G-P
Calliptamus italicus (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	G-Ch
Euchorthippus declivus (Brisout de Barneville, 1848)	0	0	19	7	G-Ch
Euchorthippus pulvinatus (Fischer de Waldheim, 1846)	5	2	217	36	Ch-G
Chorthippus biguttulus (Linnaeus, 1758)	4	3	5	7	Ch-T
Chorthippus brunneus (Thunberg, 1815)	14	9	12	8	Ch
Chorthippus dorsatus (Zetterstedt, 1821)	0	0	17	12	Ch-G
Chorthippus mollis (Charpentier, 1825)	25	8	7	8	Ch-G

Chorthippus parallelus (Zetterstedt, 1821)	1	0	19	13	Ch-G
Chorthippus vagans(Eversmann, 1848)	0	0	0	0	Ch
Oecanthus pellucens(Scopoli, 1763)	0	0	0	0	Ch-Th
Oedipoda caerulescens(Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	G
Omocestus haemorrhoidalis(Charpentier, 1825)	74	11	28	15	Ch
Omocestus petraeus(Brisout de Barneville, 1855)	10	1	1	1	Ch-G
Stenobothrus crassipes(Charpentier, 1825)	2	3	18	19	Ch-G
Stenobothrus fischeri(Eversmann, 1848)	0	0	0	1	G-Ps-Ch
Stenobothrus nigromaculatus(Herrich-Schaeffer, 1840)	0	0	0	0	Ch
Tesselana vittata (Linnaeus 1758)	0	0	0	1	Ch-T

	6	9	23	26	45
Acrida hungarica (Herbst,1786)	0	6	0	2	0
Acrotylus insubricus (Scopoli, 1786)	1	2	0	0	1
Metrioptera bicolor(Philippi, 1830)	0	0	0	0	0
Calliptamus barbarus(Costa, 1836)	0	0	0	0	1
Calliptamus italicus(Linnaeus, 1758)	0	0	0	4	1
Euchorthippus declivus(Brisout de Barneville, 1848)	0	19	0	0	0
Euchorthippus pulvinatus(Fischer de Waldheim, 1846)	9	7	7	10	6
Chorthippus biguttulus(Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0
Chorthippus brunneus(Thunberg, 1815)	0	0	0	1	0
Chorthippus dorsatus(Zetterstedt, 1821)	0	0	0	0	0
Chorthippus mollis(Charpentier, 1825)	1	2	1	3	1
Chorthippus parallelus(Zetterstedt, 1821)	0	0	0	0	0
Chorthippus vagans(Eversmann, 1848)	0	1	0	0	0
Oecanthus pellucens(Scopoli, 1763)	0	1	2	4	5
Oedipoda caerulescens(Linnaeus, 1758)	1	0	0	1	0
Omocestus haemorrhoidalis(Charpentier, 1825)	23	35	9	19	5
Omocestus petraeus(Brisout de Barneville, 1855)	3	7	0	4	1
Stenobothrus crassipes(Charpentier, 1825)	0	0	0	0	0
Stenobothrus fischeri(Eversmann, 1848)	1	1	0	1	0
Stenobothrus nigromaculatus(Herrich-Schaeffer, 1840)	1	0	0	0	0
Tesselana vittata(Linnaeus 1758)	0	0	0	0	0

	48	51	64	67	82
--	-----------	-----------	-----------	-----------	-----------

Acrida hungarica (Herbst,1786)	1	5	0	1	2
Acrotylus insubricus (Scopoli, 1786)	0	0	0	1	2
Metrioptera bicolor(Philippi, 1830)	0	1	0	0	0
Calliptamus barbarus(Costa, 1836)	0	0	0	0	0
Calliptamus italicus(Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	0
Euchorthippus declivus(Brisout de Barneville, 1848)	0	2	13	0	0
Euchorthippus pulvinatus(Fischer de Waldheim, 1846)	10	23	8	2	3
Chorthippus biguttulus(Linnaeus, 1758)	1	2	0	1	0
Chorthippus brunneus(Thunberg, 1815)	2	9	1	0	2
Chorthippus dorsatus(Zetterstedt, 1821)	0	1	0	0	0
Chorthippus mollis(Charpentier, 1825)	2	9	2	1	1
Chorthippus parallelus(Zetterstedt, 1821)	1	0	3	0	1
Chorthippus vagans(Eversmann, 1848)	0	0	0	0	0
Oecanthus pellucens(Scopoli, 1763)	33	16	5	5	14
Oedipoda caerulea(Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	1
Omocestus haemorrhoidalis(Charpentier, 1825)	16	8	4	20	32
Omocestus petraeus(Brisout de Barneville, 1855)	2	0	0	13	7
Stenobothrus crassipes(Charpentier, 1825)	0	9	0	0	0
Stenobothrus fischeri(Eversmann, 1848)	0	0	0	0	1
Stenobothrus nigromaculatus(Herrich-Schaeffer, 1840)	0	0	0	0	0
Tesselana vittata(Linnaeus 1758)	0	0	0	0	0

	86	99	102	105	120
Acrida hungarica (Herbst,1786)	2	1	0	0	2
Acrotylus insubricus(Scopoli, 1786)	0	0	0	0	0
Metrioptera bicolor(Philippi, 1830)	1	0	0	0	1
Calliptamus barbarus(Costa, 1836)	0	0	0	0	0
Calliptamus italicus(Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0
Euchorthippus declivus(Brisout de Barneville, 1848)	0	4	0	0	0
Euchorthippus pulvinatus(Fischer de Waldheim, 1846)	15	8	10	10	3
Chorthippus biguttulus(Linnaeus, 1758)	1	1	1	0	0
Chorthippus brunneus(Thunberg, 1815)	0	0	1	5	1
Chorthippus dorsatus(Zetterstedt, 1821)	0	0	0	0	0
Chorthippus mollis(Charpentier, 1825)	7	2	2	3	1

Chorthippus parallelus (Zetterstedt, 1821)	0	1	0	4	0
Chorthippus vagans (Eversmann, 1848)	0	0	0	0	0
Oecanthus pellucens (Scopoli, 1763)	2	4	2	4	11
Oedipoda caerulescens (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0
Omocestus haemorrhoidalis (Charpentier, 1825)	11	35	18	11	7
Omocestus petraeus (Brisout de Barneville, 1855)	1	9	0	0	1
Stenobothrus crassipes (Charpentier, 1825)	1	0	1	3	0
Stenobothrus fischeri (Eversmann, 1848)	0	7	1	0	1
Stenobothrus nigromaculatus (Herrich-Schaeffer, 1840)	0	1	0	0	0
Tesselana vittata (Linnaeus 1758)	0	0	0	0	0

	123	126	138	141	144
Acrida hungarica (Herbst,1786)	6	6	0	0	14
Acrotylus insubricus (Scopoli, 1786)	1	0	1	0	0
Metrioptera bicolor (Philippi, 1830)	0	0	0	1	0
Calliptamus barbarus (Costa, 1836)	0	0	0	0	0
Calliptamus italicus (Linnaeus, 1758)	2	1	0	0	1
Euchorthippus declivus (Brisout de Barneville, 1848)	0	0	0	1	0
Euchorthippus pulvinatus (Fischer de Waldheim, 1846)	3	37	2	3	3
Chorthippus biguttulus (Linnaeus, 1758)	2	1	0	2	1
Chorthippus brunneus (Thunberg, 1815)	3	4	1	2	2
Chorthippus dorsatus (Zetterstedt, 1821)	0	0	0	0	0
Chorthippus mollis (Charpentier, 1825)	1	5	2	4	1
Chorthippus parallelus (Zetterstedt, 1821)	0	0	0	0	0
Chorthippus vagans (Eversmann, 1848)	2	0	0	0	0
Oecanthus pellucens (Scopoli, 1763)	1	1	9	16	0
Oedipoda caerulescens (Linnaeus, 1758)	0	0	2	0	1
Omocestus haemorrhoidalis (Charpentier, 1825)	89	35	10	19	114
Omocestus petraeus (Brisout de Barneville, 1855)	26	1	1	2	21
Stenobothrus crassipes (Charpentier, 1825)	0	34	0	0	1
Stenobothrus fischeri (Eversmann, 1848)	2	8	0	1	12
Stenobothrus nigromaculatus (Herrich-Schaeffer, 1840)	0	4	0	0	1
Tesselana vittata (Linnaeus 1758)	0	0	0	0	0

	146	160	163	166	183
<i>Acrida hungarica</i> (Herbst,1786)	9	1	6	10	0
<i>Acrotylus insubricus</i>(Scopoli, 1786)	1	0	1	0	0
<i>Metrioptera bicolor</i>(Philippi, 1830)	0	0	0	0	0
<i>Calliptamus barbarus</i>(Costa, 1836)	0	0	0	0	0
<i>Calliptamus italicus</i>(Linnaeus, 1758)	2	0	0	1	0
<i>Euchorthippus declivus</i>(Brisout de Barneville, 1848)	0	0	0	0	0
<i>Euchorthippus pulvinatus</i>(Fischer de Waldheim, 1846)	3	3	1	2	2
<i>Chorthippus biguttulus</i>(Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	0
<i>Chorthippus brunneus</i>(Thunberg, 1815)	2	0	1	1	0
<i>Chorthippus dorsatus</i>(Zetterstedt, 1821)	0	0	0	0	0
<i>Chorthippus mollis</i>(Charpentier, 1825)	4	1	4	0	0
<i>Chorthippus parallelus</i>(Zetterstedt, 1821)	0	0	0	0	0
<i>Chorthippus vagans</i>(Eversmann, 1848)	0	0	1	0	0
<i>Oecanthus pellucens</i>(Scopoli, 1763)	13	9	9	0	24
<i>Oedipoda caerulescens</i>(Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i>(Charpentier, 1825)	52	24	35	63	4
<i>Omocestus petraeus</i>(Brisout de Barneville, 1855)	20	1	6	18	0
<i>Stenobothrus crassipes</i>(Charpentier, 1825)	1	3	0	3	4
<i>Stenobothrus fischeri</i>(Eversmann, 1848)	5	1	1	1	2
<i>Stenobothrus nigromaculatus</i>(Herrich-Schaeffer, 1840)	2	0	0	2	0
<i>Tesselana vittata</i>(Linnaeus 1758)	0	0	0	1	0

	186	189	203	206	209
<i>Acrida hungarica</i> (Herbst,1786)	0	0	2	2	0
<i>Acrotylus insubricus</i>(Scopoli, 1786)	0	0	0	0	0
<i>Metrioptera bicolor</i>(Philippi, 1830)	0	0	1	0	0
<i>Calliptamus barbarus</i>(Costa, 1836)	0	0	0	2	0
<i>Calliptamus italicus</i>(Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0
<i>Euchorthippus declivus</i>(Brisout de Barneville, 1848)	0	0	0	0	0
<i>Euchorthippus pulvinatus</i>(Fischer de Waldheim, 1846)	5	4	0	7	5
<i>Chorthippus biguttulus</i>(Linnaeus, 1758)	0	0	0	2	0
<i>Chorthippus brunneus</i>(Thunberg, 1815)	1	1	0	0	1
<i>Chorthippus dorsatus</i>(Zetterstedt, 1821)	0	0	0	0	0

Chorthippus mollis(Charpentier, 1825)	0	4	0	0	3
Chorthippus parallelus(Zetterstedt, 1821)	0	0	0	0	0
Chorthippus vagans(Eversmann, 1848)	0	0	0	0	0
Oecanthus pellucens(Scopoli, 1763)	7	8	2	10	10
Oedipoda caerulescens(Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	0
Omocestus haemorrhoidalis(Charpentier, 1825)	10	22	0	5	4
Omocestus petraeus(Brisout de Barneville, 1855)	3	5	0	2	1
Stenobothrus crassipes(Charpentier, 1825)	2	6	0	1	1
Stenobothrus fischeri(Eversmann, 1848)	0	4	0	3	6
Stenobothrus nigromaculatus(Herrich-Schaeffer, 1840)	0	0	0	0	0
Tesselana vittata(Linnaeus 1758)	0	0	0	0	0

	212	
Acrida hungarica (Herbst,1786)	8	G-PS
Acrotylus insubricus(Scopoli, 1786)	1	G-P
Metrioptera bicolor(Philippi, 1830)	0	Ch
Calliptamus barbarus(Costa, 1836)	0	G-P
Calliptamus italicus(Linnaeus, 1758)	2	G-Ch
Euchorthippus declivus(Brisout de Barneville, 1848)	0	G-Ch
Euchorthippus pulvinatus(Fischer de Waldheim, 1846)	2	Ch-G
Chorthippus biguttulus(Linnaeus, 1758)	0	Ch-T
Chorthippus brunneus(Thunberg, 1815)	3	Ch
Chorthippus dorsatus(Zetterstedt, 1821)	0	Ch-G
Chorthippus mollis(Charpentier, 1825)	2	Ch-G
Chorthippus parallelus(Zetterstedt, 1821)	0	Ch-G
Chorthippus vagans(Eversmann, 1848)	8	Ch
Oecanthus pellucens(Scopoli, 1763)	2	Ch-Th
Oedipoda caerulescens(Linnaeus, 1758)	1	G
Omocestus haemorrhoidalis(Charpentier, 1825)	40	Ch
Omocestus petraeus(Brisout de Barneville, 1855)	3	Ch-G
Stenobothrus crassipes(Charpentier, 1825)	0	Ch-G
Stenobothrus fischeri(Eversmann, 1848)	1	G-Ps-Ch
Stenobothrus nigromaculatus(Herrich-Schaeffer, 1840)	1	Ch
Tesselana vittata(Linnaeus 1758)	0	Ch-T